DOI:10.11931/guihaia.gxzw201711015

修复白洋淀镉污染水体的沉水植物筛选试验

王晓美，高培培，孙旭淏，孙迪，刘文菊，廖文华，薛培英*

（河北农业大学资源与环境科学学院/河北省农田生态环境重点实验室，河北 保定 071000）

摘要：通过室内模拟试验，研究了4种沉水植物黑藻、狐尾藻、金鱼藻和菹草对镉（Cd）的耐受性及对底泥Cd的富集和迁移能力，为筛选出适宜修复白洋淀Cd污染水体的沉水植物提供依据。（1）毒性测试研究结果表明：Cd对黑藻、狐尾藻、金鱼藻及菹草的4 d-EC_{50}（半数抑制浓度）分别为0.51、0.81、0.03和0.12 mg·L^{-1}，狐尾藻对Cd的耐性最强，其次为黑藻，金鱼藻对Cd的耐性最低；4种沉水植物对Cd的最大富集量分别为：27.89、15.28、22.54和32.74 g·kg^{-1}，菹草对Cd的富集能力最强，其次为黑藻，狐尾藻对Cd的富集能力最低。（2）Cd污染底泥修复研究结果表明：黑藻、狐尾藻和菹草体内Cd富集量整体表现为根>叶片和茎（$P<0.05$）；地上部、根对Cd的富集能力分别表现为：黑藻>菹草>狐尾藻，菹草>黑藻>狐尾藻；3种沉水植物对Cd的迁移能力则表现为：黑藻>狐尾藻>菹草。总之，黑藻对底泥中Cd富集和迁移能力均较强，且耐性较高，是最适合修复白洋淀Cd污染水体的沉水植物。

关键词：白洋淀，沉水植物，镉，筛选，耐性，富集能力

中国分类号：X824　　**文献标识码**：A　　**文章编号**：

Screening of submerged macrophytes for phytoremediation of cadmium-contaminated water in Baiyangdian Lake

WANG Xiao-Mei，GAO Pei-Pei，SUN Xu-Hao，SUN Di，LIU Wen-Ju，LIAO Wen-Hua，XUE Pei-Ying*

（*College of Resources and Environmental Sciences, Agriculture University of Hebei / Key laboratory for Farml and Eco-environment*, 071000, Hebei, China ）

Abstract: Baiyangdian Lake, which is the largest freshwater lake in northern China is facing the threat of heavy metal contamination due to population growth and agricultural and industrial development. Submerged macrophytes, which play important structural and functional roles in aquatic ecosystems have shown tremendous potential to remove heavy metals from aquatic ecosystems. Indoor simulation experiments were conducted to investigate the tolerance of Cd, and accumulation and transportation of Cd from contaminated sediment by four kinds of submerged macrophytes which were *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle, *Myriophyllum verticillatum* L., *Ceratophyllum demersum* L. and *Potamogeton crispus* L.. It provided the basis for screening out suitable submerged plants for remediation of Cd contaminated water in Baiyangdian Lake. (1)Results of the toxicity test showed that the 4 d-EC_{50} of Cd for *H. verticillata*, *M. verticillatum*, *C. demersum* and *P. crispus* were 0.51, 0.81, 0.03 and 0.12 mg·L^{-1}, respectively. The tolerance for Cd from high to low was *M. verticillatum*, *H. verticillata*, *P. crispus* and *C. demersum*. *M. verticillatum* showed the strongest tolerance for Cd，with a maximum 4 d-EC_{50}, which was 27 times that of *C. demersum*. In addition, the maximal concentrations of Cd for *H. verticillata*, *M. verticillatum*, *C. demersum* and *P. crispus* were 27.89, 15.28, 22.54 and 32.74 g·kg^{-1}, respectively. *P. crispus* had the strongest accumulation capability of Cd, followed by *H. verticillata*. (2)The results of remediation Cd-contaminated sediment by *H. verticillata*, *M. verticillatum* and *P. crispus* indicated that the accumulation of Cd in roots was significantly higher than that in leaves and stems ($P<0.05$). Furthermore, concentrations of Cd in shoots of submerged plants decreased in order of *H. verticillata* > *P. crispus* > *M. verticillatum*, while contents of Cd in roots decreased in order of *P. crispus* > *H. verticillata* > *M. verticillatum*. Moreover, the transportation capabilities of Cd from Cd-contaminated sediment to plants in the pattern of *H. verticillata* > *M. verticillatum* > *P. crispus*. In summary, due to the higher tolerance, accumulation and transportation ability of Cd, *H. verticillata* is the most suitable submerged macrophyte for remediation of Cd-contaminated water in Baiyangdian Lake.

Key words: Baiyangdian Lake, Submerged macrophytes, Cadmium; Screening, Tolerance, Accumulation capability

湖泊具有调节区域水量、繁衍水生动植物等自然功能，也具备灌溉、运输等社会功能，对人类的生存和发展意义重大。但是，随着工业的发展和人类活动的加剧，重金属污染成为湖泊污染的关键问题（曲久辉，2000）。白洋淀被誉为华北明珠，是华北地区最大的淡水湖，具有缓洪滞沥、调节雨量、净化水体以及维持生物多样性等生态功能。近年来，由于入淀污水的增多，农业面源污染的加剧，以及淀区养殖业和旅游业的迅速发展，白洋淀水体重金属污染日益严重。研究表明，白洋淀的烧车淀、王家寨等多个淀区的水体中镉（Cd）含量普遍高于其它重金属（张笑归等，2006）。而且白洋淀湖泊底泥均遭受 Cd、砷（As）、

基金项目：河北省自然科学基金（D2015204109）；河北省普通高等学校青年拔尖人才（BJ2014033）[Suppported by the Natural Science Foundation of Hebei（D2015204109）；Young top-notch talents in Hebei colleges and Universities（BJ2014033）]。

铅（Pb）、铜（Cu）、锌（Zn）等重金属不同程度的污染，其中 Cd 超标程度最高（5-10 mg·kg^{-1}），达到重度污染（杨卓等，2005；白军红等，2013)。Cd 是毒性最高的金属元素之一，污染水体后很容易向食物链传递（Li et al，2017；Li et al，2017），因此解决白洋淀水体特别是底泥中 Cd 污染问题迫在眉睫。

沉水植物由于整株处于水体中，其根和茎、叶均具有吸收功能，可以分别从底泥和水中吸收营养物质包括污染物。研究表明，沉水植物对重金属有较强的富集能力，其富集能力甚至高于其它大型水生植物（Demirezen et al，2004；Mazej et al，2009；潘义宏等，2010）。Xing et al（2013）对中国中部和东部 24 个湖泊的沉水植物进行调查，结果表明沉水植物对重金属有很强的富集能力，其中一些沉水植物甚至可以作为重金属超富集植物，比如大茨藻（*Najas marina* L.）可以作为 As、Cd 的超富集植物，金鱼藻（*Ceratophyllum demersum* L.）可以作为钴（Co）、铬（Cr）和铁（Fe）的超富集植物。此外，应用沉水植物修复污染水体与其他物理、化学及其工程的方法相比，具有以下优点：成本低、能耗小、易操作、效果好、污染小，有利于生态环境的整体改善（任文君等，2011）。尤其对包括我国在内的发展中国家，环境污染和生态破坏严重，而环保投入又有限的情况下，沉水植物的净化技术提供了一种高效、低廉的治理手段，因此具有广阔的市场和应用前景。

然而，目前沉水植物修复重金属污染水体研究尚不深入，大多仅限于沉水植物对水体重金属的富集效果研究（Bunluesin et al，2007；陈国梁和林清, 2009；Sivaci et al，2008），物种筛选研究也大多针对南方湖泊（Peng et al，2008；黄亮等，2002；乔云蕾等，2016），对白洋淀乃至北方湖泊沉水植物重金属修复研究较少（朱阳春等，2011；潘保原等，2015），此外由于沉水植物同时处于底泥和水两相系统中，其富集的重金属可以通过体内迁移进而向外释放而影响重金属在整个水体系统中的循环。因此在明确沉水植物对重金属的耐受和富集能力基础上研究其对重金属的迁移、释放能力尤为重要。

本文针对白洋淀水体 Cd 污染问题，首先通过毒性测试，明确白洋淀常见的 4 种沉水植物黑藻（*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle）、狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum* L.)、金鱼藻及菹草(*Potamogeton crispus* L.)对 Cd 的耐受性，其次通过对黑藻、狐尾藻、菹草 3 种有根沉水植物对底泥中 Cd 富集，迁移和释放能力的研究，最终筛选出适宜白洋淀乃至华北地区淡水湖泊 Cd 污染修复的沉水植物，为应用沉水植物净化重金属污染水体提供理论依据。

1 材料与方法

1.1镉对沉水植物的毒性研究

1.1.1 植物材料与培养

黑藻、狐尾藻、金鱼藻及菹草取自白洋淀寨南村。取回后用自来水清洗干净，选取 10 cm 左右顶枝栽种于塑料桶中（直径 55.5 cm，高 57.5 cm，含 9 cm 土层和 0.5 cm 石英砂），加入自来水，置于实验室中培养。对植物进行处理之前，取生长一致的顶枝于人工淡水中驯化 7 d，人工淡水配方见 Xue et al（2011）。

植物驯化在人工气候培养箱（BIC-400 型）中进行，温度为 20±2℃，光照为 12 h:12 h，光照强度为 115 μmol·m^{-2}·s^{-1}。

1.1.2 试验方法

Cd对4种沉水植物的毒性测试参照Markich et al（2006）的方法。将挑选的生长一致的健康顶枝（约3.5 cm）转移到聚乙烯塑料瓶（直径9 cm，深9 cm）中，进行一系列Cd浓度处理，依次为：0、0.05、0.5、1.0、2.0、4.0、8 mg·L^{-1}，每个处理3个重复，Cd^{2+}由$CdCl_2$提供。每个塑料瓶用尼龙网隔成4个室，每室置1个顶枝，每瓶4个，以防止植物之间竞争抑制生长。每2 d更换一次溶液，每天按称重法补充蒸发损失的溶液保持体积为450 mL，并随机更换塑料瓶位置。培养4 d后取样，用超纯水冲洗植物，拭干后测其茎伸长，于70 ℃烘干至恒重，消煮后测定植物体内Cd含量。

1.2沉水植物对底泥镉修复研究

1.2.1 植物材料与培养

沉水植物取样和培养方法同 1.1.1。底泥取自白洋淀入淀口河道，取样深度为 0-20 cm，取回后风干去杂过 2 mm 筛，以备用于培养沉水植物，其基本化学性质见表 1。底泥 pH 采用酸度计测定，TN 采用混合催化剂消化-凯氏定氮仪蒸馏-标准硫酸滴定法测定，TP 采用 $HClO_4$-H_2SO_4 消化-钼锑抗比色法测定，有机质采用重铬酸钾外加热法测定，速效磷采用钼锑抗比色法测定，速效钾用火焰光度计进行测定，Cd 采用原子吸收光谱仪（AASZEEnit700P）进行测定。具体分析测定方法参考《环境科学与工程实验教程》（钟文辉，2013）和《土壤农化分析》（鲍士旦，2000）。

作者简介：王晓美（1992-)，女，河北省保定市，硕士研究生，研究方向为水土资源与环境生态；电子邮件：xmwang1111@163.com。
*通信作者：薛培英，博士，讲师，研究方向为土壤环境质量，城市湿地生态与环境；电子邮件：pyxue0812@163.com。

表 1 供试底泥基本化学性质

Table 1 Basic chemical properties of the field experimental sediment

pH	总氮 TN（mg·kg^{-1}）	总磷 TP（mg·kg^{-1}）	有机质 Organic matter（mg·kg^{-1}）	速效磷 Available P（mg·kg^{-1}）	速效钾 Available K（mg·kg^{-1}）	镉 Cd（mg·kg^{-1}）
7.97	1 800	690	45 450	19.62	32.80	23.82

1.2.2 试验方法

将每种沉水植物 3 株置于塑料杯中（直径 7 cm，高 9.5 cm，含 9 cm 底泥和 0.5 cm 石英砂），之后将其至于塑料桶中（直径 55.5 cm，高 57.5 cm），每桶 12 个塑料杯，自来水培养。每种植物种植一桶，另设一桶不种植物作为对照，共四桶。每隔 2 d 补充自来水保持水面距离植物顶端约 10 cm（以长势最高的植物为准补充水以保证所有处理水体积一致）。随机取 3 株植物分别于第 0，4，7，14 和 30 d 测量植物伸长（精确到 0.1 cm），并用取水器采集地表水（水面下 20 cm）和上覆水（水和底泥交界面）。30 d 后取植物样（地上部和根），另将一部分植物地上部从中间剪断分为上叶、下叶、上茎、下茎以考察 Cd 在茎叶不同部位的富集情况。将植物样品用超纯水清洗干净后分别装入牛皮纸袋，于 70 ℃烘干至恒重，消煮后测定植物中 Cd 含量。

1.3样品消煮及测定

准确称取植物样品（精确至 0.0001 g）置于聚四氟乙烯内胆中，加入硝酸 3 mL 放置过夜，次日加入双氧水 1.5 mL，盖上内盖放入不锈钢外套中，旋紧密封，置于烘箱中，于 140 ℃消化 4 小时，冷至室温后取出，于电热板上赶酸至 1 mL 后转移置 10 mL 比色管中，用超纯水定容即为消解原液。空白和标准样品同样操作。

消煮液以及水溶液中 Cd 均由 ICP-MS（Agilent7700X）测定，并以国家一级标准物质（GBW 07604）进行准确度和精密度监控，回收率为 80%~90%，同时做标准曲线及空白。按比例随机抽查进行样品分析质量监控，以重复采样、重复分析来评定采样和分析误差。

1.4数据分析

数据采用 Sigmaplot10.0、Microsoft Excel 2010 和 SPSS19.0 进行数据处理及差异显著性检验。

1.4.1 EC_{50}

EC_{50}是指能引起50%最大效应的浓度。本文指能抑制沉水植物半数生长的外部Cd浓度。毒性测试试验中，选取了茎伸长作为毒性测试终点指标，以茎伸长占对照的百分比（%）作为生长率，将外部Cd浓度-生长率数据拟合log-logistic方程，得到生长EC_{50}。EC_{50}值越大，说明沉水植物对Cd的耐受性越强。

1.4.2 富集系数

植物对重金属富集能力的大小一般采用富集系数进行评价，即 BCF(Bioconcentration factor)。富集系数（BCF）是指某种化学物质在生物体内积累达到平衡时的浓度与生物所处环境介质中该物质浓度的比值，是一个无量纲的数值（廖启林等，2013）。本文涉及的富集系数为沉水植物地上部、根对底泥中 Cd 的富集系数。富集系数的数值越高表示地上部、根对底泥中 Cd 吸收积累能力越大。

1.4.3 迁移系数

迁移系数（TF）为地上部 Cd 含量与根中 Cd 含量的比值（Turgut et al，2004）。

2 结果与分析

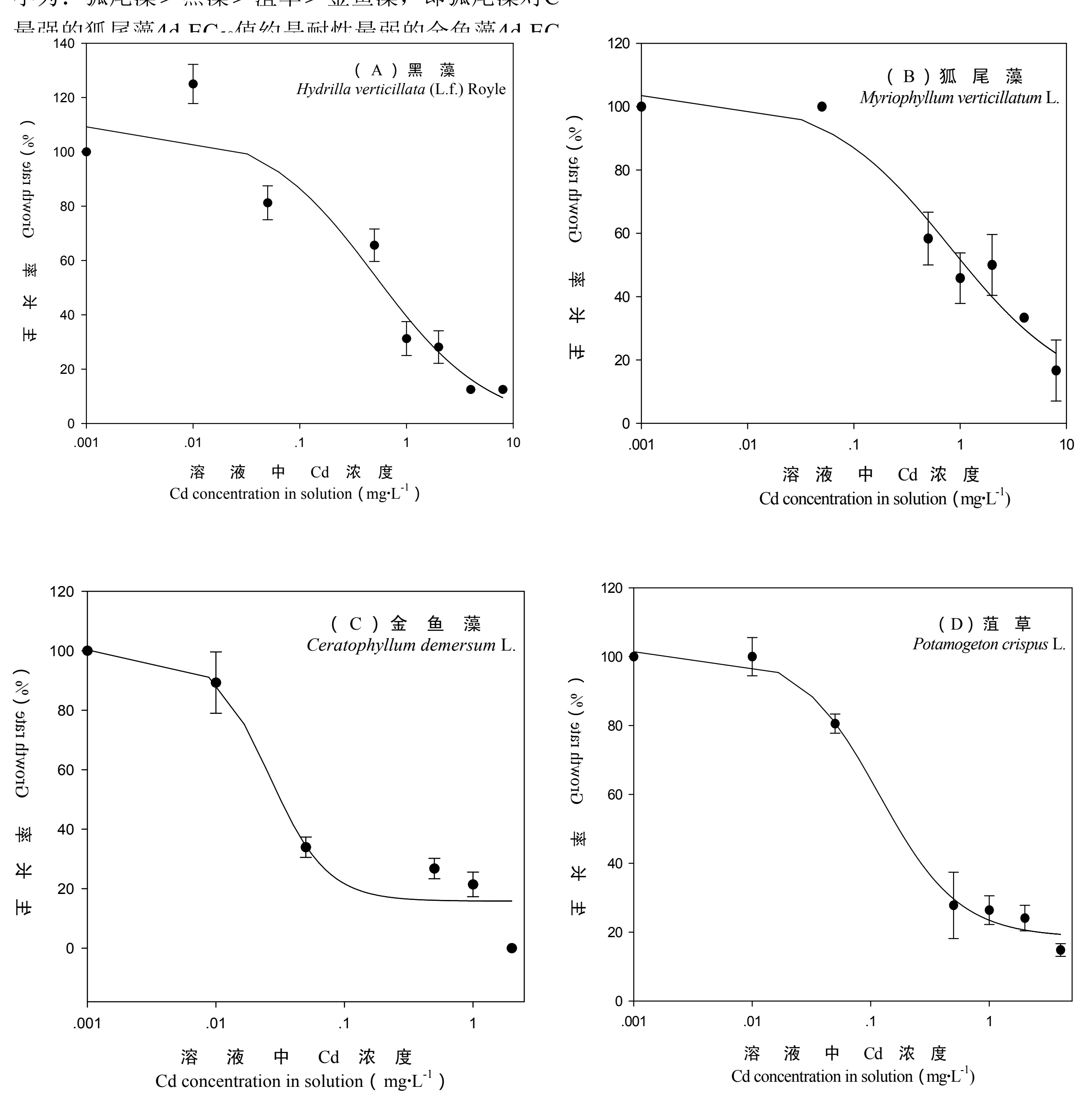
2.1镉对沉水植物的毒性研究

2.1.1 镉对沉水植物的毒性

Cd对4种沉水植物的毒性试验发现，金鱼藻在0.05 mg·L^{-1}溶液中暴露4 d后，叶片均脱落且呈现黄绿色，生长受到明显的抑制。菹草在0.5 mg·L^{-1}溶液中暴露4 d后，叶片腐烂发黑，生长受到明显的抑制。黑藻在1 mg·L^{-1}溶液中暴露4 d后，黑藻顶枝绿色，下枝呈黄色，叶片上出现明显的黑点，生长受到明显的抑制。狐尾藻在1 mg·L^{-1}溶液中暴露4 d后，叶片、茎颜色开始发黄，且出现叶脱落现象，生长受到明显的抑制。

Cd对4种沉水植物的毒性－剂量效应曲线如图1所示。为了拟合log-logistic方程，对照Cd浓度由0 mg·L^{-1}变更为0.001 mg·L^{-1}，以便进行log换算。从图中可以看出4种沉水植物随着溶液中Cd浓度的增加，生长率（生长率为茎伸长量占对照茎伸长量的百分比）均呈现先缓慢降低后急剧下降的趋势。毒性－剂量效应数据通

过拟合log-logistic方程得到半数生长抑制浓度（EC_{50}），结果如表2所示，Cd对4种沉水植物的4 d-EC_{50}值大小为：狐尾藻＞黑藻＞菹草＞金鱼藻，即狐尾藻对C
最强的狐尾藻4d EC_{50}值约是耐性最弱的金鱼藻4d EC



注：横坐标溶液中 Cd 浓度为 log 转换后浓度，每一个点都表示平均值±标准差(n = 3)。

Note：The Cd concentration of solution which is in horizontal coordinate is converted by log. Each point is represented as mean ± SE (n = 3).

图 1　4 种沉水植物在不同浓度 Cd 溶液中暴露 4 d 后植物生长与溶液中 Cd 的剂量-效应关系。

Fig. 1 Dose-effect of Cd exposure for 4 d on growth of four kinds of submerged macrophytes.

表 2 Cd 对 4 种沉水植物的 4 d-EC_{50}

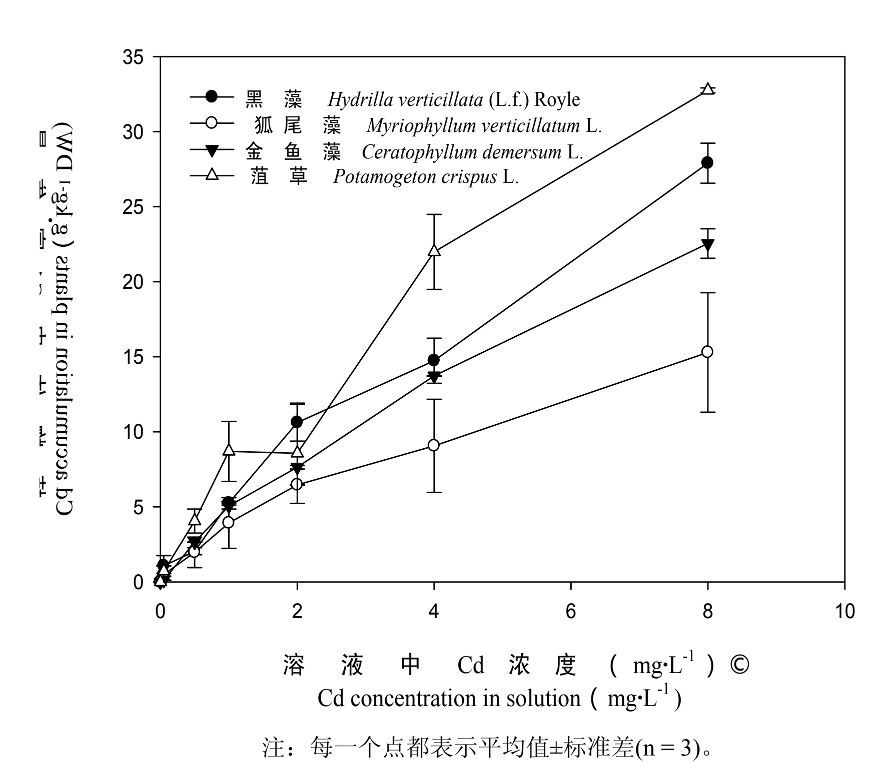
Table 2 4d-EC_{50} of Cd for four kinds of submerged macrophytes

沉水植物 Submerged macrophytes	半数抑制浓度 EC_{50}/（mg·L^{-1}）	拟合优度 R^2
黑藻（*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle）	0.51±0.46	0.931
狐尾藻（*Myriophyllum verticillatum* L.）	0.81±0.85	0.955
金鱼藻（*Ceratophyllum demersum* L.）	0.03±0.01	0.951
菹草（*Potamogeton crispus* L.）	0.12±0.03	0.994

2.1.2 沉水植物对镉的富集

4种沉水植物对Cd的富集量均随外界Cd浓度的增加而迅速增加（图2）。当外界Cd浓度仅为0.05 mg·L^{-1}时，黑藻、狐尾藻、金鱼藻和菹草对Cd的富集量分别为：1.07、0.49、0.12、0.72 g·kg^{-1} DW（干物重），均高于Cd超富集植物的临界含量值0.1 g·kg^{-1}（Baker et al，2002），且除金鱼藻外，黑藻、狐尾藻和菹草生长均未受到明显抑制，说明这3种沉水植物具备Cd超富集植物的潜力。4种植物相比，菹草体内Cd富集量最高，比其它植物高17.39%-114.27%，其次为黑藻和金鱼藻，狐尾藻对Cd的富集量最低。当置于8.0 mg·L^{-1} Cd溶液处理4 d后，4种植物体内Cd富集量均达到最高，表现为：菹草＞黑藻＞金鱼藻＞狐尾藻。

在4种沉水植物对Cd的毒性测试中，狐尾藻对Cd的耐性最强，但体内对Cd的富集量最低，说明狐尾藻可能通过抑制Cd的吸收富集来增加对Cd的耐性，同时本研究中还观测到狐尾藻在低浓度时叶片脱落，推测它可能通过合成脱落酸等物质将叶片脱掉以降低Cd吸收面积来解毒；金鱼藻对Cd耐受能力最低，其对Cd富集能力也较低；菹草和黑藻对溶液中Cd的富集能力均很强。



注：每一个点都表示平均值±标准差(n = 3)。

Note：Each point is represented as mean ± SE (n = 3).

图 2 不同浓度 Cd 处理 4 d 后沉水植物体内 Cd 富集量

Fig.2 Cd concentrations in submerged macrophytes exposed to different concentrations of Cd for 4 d

2.2沉水植物对镉污染底泥修复研究

由于金鱼藻无根，且以上毒性测试结果表明金鱼藻对Cd的耐性最小，因此选取其中3种对Cd耐性较强且有根的常见沉水植物进行Cd污染底泥修复研究。

上覆水和地表水中Cd浓度测定结果表明，对照的地表水和上覆水中Cd均未检出，说明无扰动情况下，底泥中Cd不存在向水体释放现象。3种沉水植物处理30天后，地表水和上覆水中的Cd也均未检出，说明3种沉水植物均未将体内富集的Cd释放到外界水环境中。因此，在无外界扰动情况下，沉水植物不影响Cd由底泥向水体的迁移。

2.2.1 沉水植物生长情况

由图 3 可知，黑藻第 0 d 到第 14 d 生长较为缓慢，第 14 d 到第 30 d 生长率（生长率为茎伸长量占 0 天时茎长的百分比）迅速增加。狐尾藻 30 d 内一直表现出较高的生长率，而菹草则 30 d 内一直平缓生长。30 d 后，黑藻、狐尾藻和菹草的生长率分别为 75.96%、116.94%和 15.75%。在植株整个生长过程中，生长率表现为狐尾藻>黑藻>菹草，说明狐尾藻对 Cd 的耐受能力最强，其次为黑藻，这与毒性测试研究结果一致。

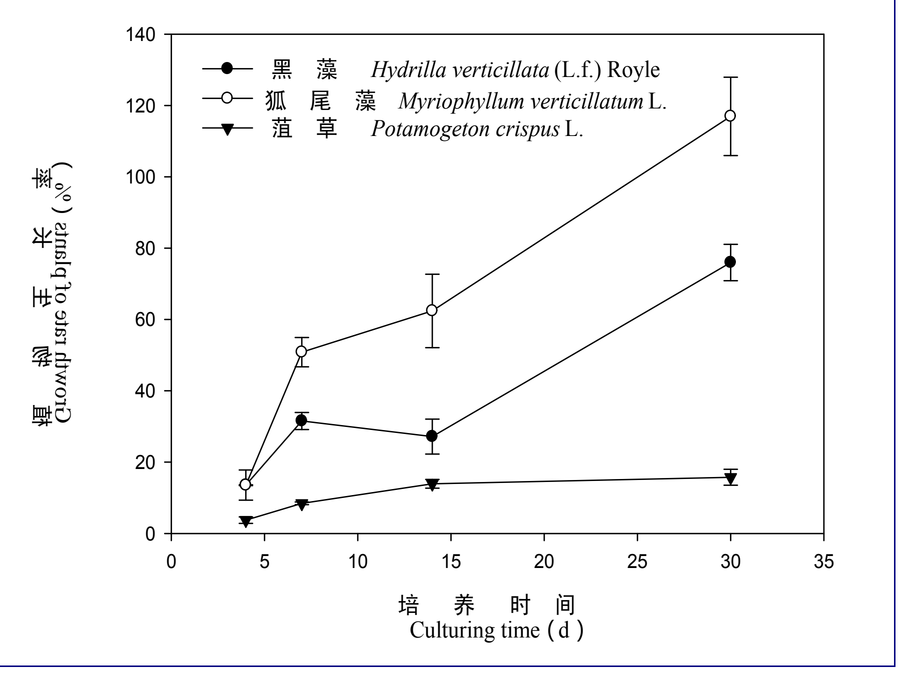


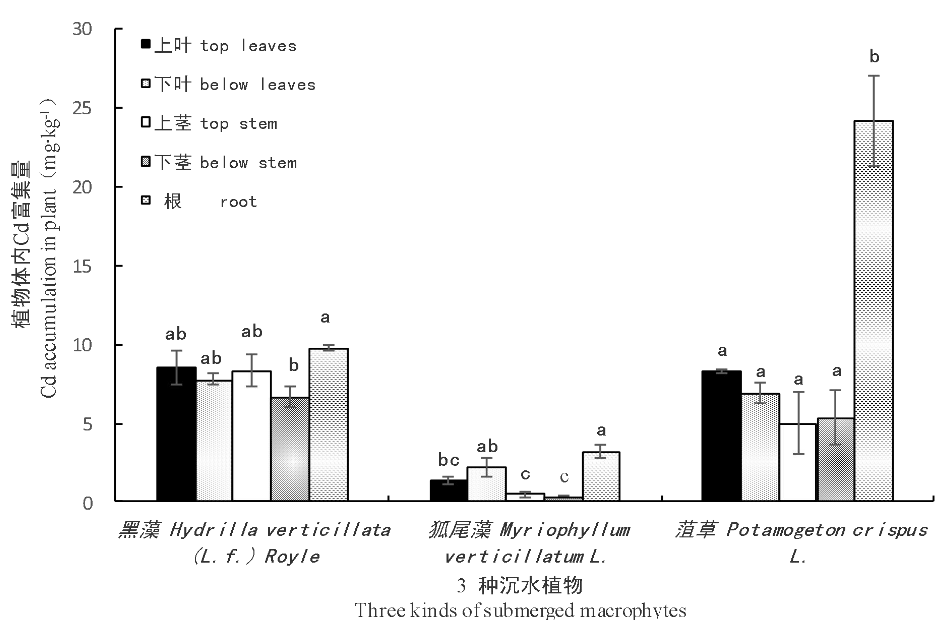
图3 沉水植物随时间生长情况

Fig.3 Growth rates of submerged macrophytes over time

2.2.2 沉水植物不同部位对镉的富集

在 Cd 污染底泥培养 30 d 后，3 种沉水植物不同部位对 Cd 的富集量如图 4 所示，从图中可以看出 3 种沉水植物的 Cd 均主要分布在根，其次为叶片和茎，其中狐尾藻和菹草根部对 Cd 的富集量显著高于叶片和茎（$P<0.05$）。除狐尾藻下叶 Cd 富集量显著高于茎之外，其它植物叶片和茎中 Cd 富集量差异均不显著（$P>0.05$），同种植物上叶与下叶、上茎与下茎之间 Cd 富集量差异也不显著（$P>0.05$）。

3 种沉水植物相比，根部对 Cd 的富集量表现为菹草>黑藻>狐尾藻，其中菹草根部对 Cd 的富集量显著高于黑藻和狐尾藻（$P<0.05$），菹草根中 Cd 富集量是狐尾藻根中 Cd 富集量的 7.44 倍；地上部对 Cd 的富集量表现为黑藻>菹草>狐尾藻，黑藻地上部对 Cd 的富集量显著高于菹草和狐尾藻（$P<0.05$），其中黑藻的叶片和茎对 Cd 的富集量分别比狐尾藻、菹草高 3.04%-84.09%和 19.46%-94.13%。



注：不同字母表示同种植物不同部位 Cd 浓度差异显著（$P<0.05$）。

Note: Different letters indicate that there is significant difference between the concentration of Cd in different parts of the same plant.

图 4　沉水植物不同部位 Cd 富集量

Fig. 4 Cd concentrations in different parts of submerged macrophytes

2.2.3 沉水植物镉富集系数和迁移系数

由表 3 可知，3 种沉水植物地上部对底泥中 Cd 的富集能力分别表现为：黑藻>菹草>狐尾藻，其中黑藻地上部对 Cd 的富集系数是狐尾藻的 6.6 倍。3 种沉水植物根部对底泥中 Cd 的富集能力分别表现为：菹草>黑藻>狐尾藻，其中菹草根对 Cd 的富集系数是狐尾藻根的 7.21 倍。3 种沉水植物对 Cd 由底泥向地上部的迁移能力则表现为：黑藻>狐尾藻>菹草，其中黑藻对 Cd 的迁移系数（TF）为 0.79，接近 Cd 超富集植物的临界迁移系数标准（TF=1）（Bernadette et al，2011），且对 Cd 迁移系数最高的黑藻是对 Cd 迁移系数最低的菹草的 3.76 倍。

表 3　3 种植物 Cd 的富集系数和迁移系数

Table 3　BCF and TF of Cd for three kinds of submerged macrophytes

沉水植物 Submerged macrophytes	富集系数 BCF 地上部 Shoots	富集系数 BCF 根部 Roots	迁移系数 TF
黑藻（*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle）	0.33±0.02a	0.41±0.01b	0.79±0.11a
狐尾藻（*Myriophyllum verticillatum* L.）	0.05±0.01c	0.14±0.02b	0.34±0.01b
菹草（*Potamogeton crispus* L.）	0.21±0.04b	1.01±0.12a	0.21±0.01b

注：不同字母表示不同植物富集系数/迁移系数间差异显著（$P<0.05$）。

Note：Different letters indicate that there is significant difference between plant enrichment coefficient and transport coefficient.

3 讨论

毒性测试研究结果表明，Cd对4种沉水植物的4d-EC_{50}值（0.03-0.81 mg·L^{-1}）均超过了《地表水环境质量标准（GB3838-2002）》V类水Cd标准限值0.01 mg·L^{-1}，也远远超过了白洋淀水环境中Cd浓度（0.18-0.91 μg·L^{-1}）（齐丽艳，2011；温春辉，2009），说明4种沉水植物均具有修复白洋淀乃至我国大部分Cd污染水体的潜力。4种沉水植物相比，黑藻对Cd的耐性较强，同时对Cd的富集量也较高，是最适宜修复Cd污染水体的物种，Min et al（2016）研究同样表明黑藻对Cd有很强的富集能力。这可能是由于植物对逆境的生理响应与体内保护酶系统的活性密切相关（刘鹏和杨玉爱，2000），保护酶体系SOD、POD、CAT是抗氧化酶防御系统中的重要保护酶，Cd^{2+}胁迫下，黑藻可能通过提高SOD、CAT、APX活性，增加可溶性蛋白和

脯氨酸含量，降低O^{2-}的产生速率，从而对重金属Cd^{2+}产生一定的抗性（焦轶男和朱宏，2014）。此外，颜昌宙等（2006）研究表明黑藻体内的粗纤维素占干物质的比重很大（约为25.26%），而粗纤维素主要由多糖构成，多糖的-OH和-$CONH_2$可以与金属离子进行络合作用而促进细胞壁对Cd的吸附。菹草对Cd的富集量最高，但其对Cd的耐性较差，本研究中观测到菹草在低浓度（0.5 mg·L^{-1}）时叶片就出现腐烂发黑现象，说明该植物不适用于修复高浓度Cd污染水体，但是对于浓度<0.5 mg·L^{-1}的Cd污染水体则具有很强的修复能力。

3 种沉水植物对 Cd 污染底泥修复研究结果表明，不同部位相比，3 种沉水植物的 Cd 均主要富集在根，其次为叶片和茎，这与其他研究结果一致：Cardwell et al（2002）对澳大利亚昆士兰州污染河流的 15 种不同类型植物（包括沉水植物）调查结果显示，植物体根系对 Cd、Zn、Cu、Pb 的富集能力高于地上部；Demirezen et al（2004）对 Sultan 湿地中的眼子菜进行调查研究，结果同样表明龙须眼子菜根中富集的镍（Ni）、Pb 高于叶片和茎；Mazej et al（2009）对人工湖中的沉水植物调查结果显示，大茨藻和光叶眼子菜的根系对 As、Cr、Pb、Ni 的富集能力均高于叶片和茎。Jorge et al（2016）研究也表明将狐尾藻置于不同浓度 Cu、Zn、Pb、汞（Hg）混合溶液中 7 天，狐尾藻根部对重金属的富集量均高于地上部。本研究中狐尾藻、黑藻体内 Cd 含量是潘义宏等（2010）研究结果的 5.81-18.96 倍，这可能是由于本研究底泥中 Cd 的含量 23.82 mg·kg^{-1} 远远高于他们研究中底泥 Cd 含量（0.05 mg·kg^{-1}）。此外，本研究中 3 种沉水植物茎叶不同部位对 Cd 的富集情况相同，说明 Cd 由根系向地上部幼嫩组织和衰老组织的迁移不存在差异性。3 种沉水植物对 Cd 富集能力相比，虽然黑藻根部 Cd 富集量比富集量最高的菹草低 43.37-64.37%，但是黑藻对 Cd 具有很强的向上迁移能力，其 TF 为 0.79 接近于 1，而 1 为超富集植物的衡量标准（Bernadette et al，2011），导致黑藻地上部 Cd 富集能力最强，因此可以通过“植物提取”的方法，将底泥中的 Cd 富集在地上部，并通过收获地上部来净化 Cd 污染水体。Bunluesin et al（2004）和 Lafabrie et al（2013）研究表明黑藻具有很强的 Cd 修复潜力。高海荣等（2016）通过郑州河段的沉水植物进行野外调查也发现黑藻对多种重金属均有较强的富集能力，可作为复合重金属污染水体修复的优选物种。菹草对 Cd 的耐受能力最低，30 d 生长率仅为 15.75%，且地上部对 Cd 的富集系数也较低，其 BCF 为 0.21，而根部对 Cd 的富集系数为 1.01，大于 1，说明菹草根部对 Cd 有很强的富集能力，可以通过“植物固定”来修复 Cd 污染底泥。狐尾藻虽然对 Cd 耐受能力最强，但是其对 Cd 富集能力最低，且迁移能力也较低（TF=0.34），因此不适用于修复该 Cd 污染底泥。但是本研究结果表明 3 种沉水植物均不会向水环境释放 Cd，不影响 Cd 由底泥向水体的迁移。

综合毒性测试和 Cd 污染底泥修复研究结果，黑藻对白洋淀污染底泥中 Cd 富集和迁移能力均较强，且对 Cd 耐性较高，因此是最适合修复白洋淀 Cd 污染水体的沉水植物。需要注意的是，沉水植物需要及时刈割来达到修复水体污染的目的，否则会因为腐烂造成水体二次污染（雷婷文等，2016；谢佩君等，2016）。

4 结论

（1）4种沉水植物对Cd的耐受能力表现为：狐尾藻＞黑藻＞菹草＞金鱼藻，对水中Cd的富集能力表现为：菹草＞黑藻＞金鱼藻＞狐尾藻。

（2）沉水植物对Cd污染底泥的修复研究表明，3种沉水植物体内的Cd均主要分布在根，其次为叶片和茎；沉水植物地上部和根对底泥中Cd的富集能力分别表现为：黑藻>菹草>狐尾藻，菹草>黑藻>狐尾藻；Cd由根系向地上部的迁移能力则表现为：黑藻>狐尾藻>菹草。三种沉水植物均不影响Cd由底泥向水的释放。

总之，黑藻对底泥中Cd富集能力和迁移能力均较强，且耐性较高，是最适合修复白洋淀Cd污染水体的沉水植物。

参考文献:

BAI JH, ZHAO QQ, LU QQ, 2013. Profile Distribution of soil heavy metals in the paludification region of Baiyangdian Lake—A case study of Shaochedian Lake [J]. Wetland Sci, 11 (2) : 271-275. [白军红, 赵庆庆, 卢琼琼, 2013. 白洋淀沼泽化区域土壤重金属含量的剖面分布特征——以烧车淀为例 [J]. 湿地科学, 11 (2) : 271-275.]

BAKER AJM, WHITING SN, 2002. In search of the Holy Grail-a further step in understanding metal hyperaccumulation [J]. New Phytol, 155: 1-7.

BAO SD, 2000. Analysis of agrochemical soil [M]. Third edition. Beijing: China agriculture press: 42-270. [鲍士旦, 2000. 土壤农化分析 [M]. 第 3 版. 北京: 中国农业出版社出版: 42-270.]

BERNADETTE LC, DIVINA A G N, DIANA SA, et al., 2011. Cd Tolerance and Accumulation in the Aquatic Macrophyte, *Chara*

australis: Potential use for charophytes in phytoremediation [J]. Environ Sci Technol. 45: 5332-5338.

BUNLUESIN S, KRUATRACHUE M, POKETHITIYOOK P, et al., 2004. Plant screening and comparison of *Ceratophyllum demersum* and *Hydrilla verticillata* for cadmium accumulation. Bull [J]. Environ Contam Toxicol, 3: 591–598.

BUNLUESIN S, KRUTRACHU M, POKETHITIYOOK P, et al., 2007. Batch and continuous packed column studies of cadmium biosorption by *Hydrilla verticillata* biomass [J]. J Biosci Bioeng, 103 (6) : 509-513.

CARDWELL AJ, HAWKER DW, GREENWAY M, 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia [J]. Chemosphere, 48: 653-663.

CHEN GL, LIN Q, 2009. Research on Accumulation of Cu, Pb, Cd, Zn in Different Submerged Plants [J]. Environ Sci Technol, 22 (01) : 9-12. [陈国梁，林清, 2009. 不同沉水植物对 Cu, Pb, Cd, Zn 元素吸收积累差异及规律研究 [J]. 环境科技, 22 (01) : 9-12.]

DEMIREZEN D, AKSO A, 2004. Accumulation of heavy metals in *Typhaangustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey) [J]. Chemosphere, 56: 685-696.

GAO HR, CHEN XL, ZHAO AJ, et al., 2016. Comparison of heavy metal accumulation by five submerged macrophytes [J]. Environ Prot Sci, 42 (4) : 101-105. [高海荣，陈秀丽，赵爱娟，等, 2016, 5 种沉水植物对重金属富集能力的对比研究 [J]. 环境保护科学, 42 (4) : 101-105.]

HUANG L, LI W, WU Y, et al., 2002. Distribution of heavy metals in aquatic plants of some lakes in the middle reach of the Yangtze River [J]. Res Environ Sci, 15 (6) : 1-4. [黄亮，李伟，吴莹，等, 2002. 长江中游若干湖泊中水生植物体内重金属分布 [J]. 环境科学研究, 15 (6) : 1-4.]

JIAO YN, ZHU H, 2014. Physiological Responses of *Hydrilla verticillata* to Cadmium and Cadmium Bioaccumulation [J]. Chinese Agri Sci Bull, 30 (5) : 249-253. [焦轶男，朱宏, 2014. 黑藻（*Hydrilla verticillata*）对重金属 Cd^{2+}的积累及生理响应 [J]. 中国农学通报, 30 (5) : 249-253.]

JORGE AR, ARACELI A, PATRICIA BH, et al., 2016. Tolerance and hyperaccumulation of a mixture heavy metals (Cu, Pb, Hg and Zn) by four aquatic macrophytes [J]. Int J Phytoremediat, 19 (3) : 239-245.

LAFABRIE C, MAJOR KM, MAJOR CS, et al., 2013. Trace metal contamination of the aquatic plant *Hydrilla verticillata* and associated sediment in a coastal Alabama creek (Gulf of Mexico—USA) [J]. Mar Pollut Bull, 68: 147–151.

LEI TW, WEI XF, DAI YL, et al., 2015. Research on water purification of 6 common submerged macrophytes [J]. J Anhui Agri Sci, 43 (36) : 160-161. [雷婷文，魏小飞，戴耀良，等, 2015. 6 种常见沉水植物对水体的净化作用研究 [J]. 安徽农业科学, 43 (36) : 160-161.]

LI H, LUO N, LI YW, et al., 2017. Cadmium in rice: Transport mechanisms, influencing factors, and minimizing measures [J]. Environ Pollut, 224: 622-630.

LI LZ, TU C, WILLIE JGM, et al., 2017. Characteristics of cadmium uptake and membrane transport in roots of intact wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings [J]. Environ Pollut, 221: 351-358.

LIAO QL, LIU S, CAI YM, et al., 2013. A preliminary study of element bioconcentration factors within milled rice and wheatmeal in some typical areas of Jiangsu Province [J]. Geol China, 40 (1) : 331-340. [廖启林，刘松，蔡玉曼，等, 2013. 江苏典型地区水稻与小麦字实中元素生物富集系数（BCF）初步研究 [J]. 中国地质, 40 (1) : 331-340.]

LIU P, YANG YA,2000. Effects of Molybdenum and Boron on Membrane Lipid Peroxidation and Endogenous Protective Systems of Soybean Leaves [J]. Acta Bot Sin, 42 (5) : 461-466. [刘鹏，杨玉爱. 2000. 钼、硼对大豆叶片膜脂过氧化及体内保护系统的影响 [J]. 植物学报, 42 (5) : 461-466.]

MARKICH SJ, King AR, WILSON SP, 2006. Non-effect of water hardness on the accumulation and toxicity of copper in a freshwater macrophyte (*Cratophyllum demersum*) : How useful are hardness-modified copper guidelines for protecting freshwater biota [J]? Chemosphere, 65: 1791-1800.

MAZEJ Z, GERM M, 2009. Trace element accumulation and distribution in four aquatic macrophytes [J]. Chemosphere, 74: 642-647.

MIN C, LING LZ, You CT, et al., 2016. Treatability thresholds for cadmium-contaminated water in the wetland macrophyte *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle [J]. Ecol Eng, 96: 178–186.

PAN BY, YANG GT, MU LQ, et al., 2015. Removal ability of three submersed macrophytes on nitrogen and phosphorus from water [J]. Bull Botan Res, 35 (1) : 141-145. [潘保原，杨国亭，穆立蔷，等, 2015. 3 种沉水植物去除水体中氮磷能力研究 [J].植物研究, 35 (1): 141-145.]

PAN YH, WANG HB, GU ZP, et al., 2010. Accumulation and translocation of heavy metals by macrophytes [J]. Acta Ecolo Sinica, 30(23): 6430—6441. [潘义宏，王宏镔，谷兆萍，等, 2010. 大型水生植物对重金属的富集与转移 [J]. 生态学报, 30(23) : 6430-6441.]

PENG KJ, LUO CL, LOU LQ, et al., 2008. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potarnogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment [J]. Sci Total Envir, 392: 22-29.

QI LY,2011. Studies on evaluation of water environmental quality and countermeasures of pollution control in Baiyangdian [D]. Beijing: Chinese Acad Agri Sci: 1-53. [齐丽艳, 2011. 白洋淀水域环境质量演变评价及防治对策研究 [D]. 北京：中国农业科学院: 1-53.]

QIAO YL, LI MH, XIE PJ, et al., 2016. A study on the absorption of cadmium and zinc in the water sediments with submerged plants [J]. J Zhejiang Univ, 43 (5) : 602-608. [乔云蕾，李铭红，谢佩君，等, 2016. 沉水植物对受重金属镉、锌污染的水体底泥的修复效果[J]. 浙江大学学报, 43 (5) : 602-608.]

QU JH, 2000. Combined pollution and control of water in China [J]. Sci Soc, (1) : 35-39. [曲久辉, 2000. 我国水体复合污染与控制 [J]. 科学对社会的影响, 15 (1) : 35-39.]

REN WJ, XB, LIU X, et al., 2011. Total phosphorus removal from eutrophic water in Baiyangdian Lake by *Potamogeton crispus* L.. [J]. Chinese J Appl Ecol, 22 (4) : 1053-1058. [任文君，胡晓波，刘霞，等, 2011. 白洋淀菹草对富营养化水体总磷的净化 [J]. 应用生态学报, 22 (4) : 1053-1058.]

SIVACI A, ELMAS E, GUMUS F, et al.,2008. Removal of cadmium by *Myriophyllum heterophyllum Michx*. and *Potamogeton crispus* L. and its effect on pigments and total phenolic compounds [J]. Arch Environ Contam Toxicol, 54 (6) : 612-618.

TURGUT C, PEPE MK, CUTRIGHT TJ, 2004. The effect of EDTA and citric acid on phytoremediation of Cd, Cr, and Ni from soil using *Helianthus annuus*. [J]. Environ Pollut, 131 (1) : 147-154.

XIE PJ, LI MH, YAN LR, et al., 2016. Remediation of Cu and Pb co-polluted sediments by three submerged plants [J]. J Agro-Environ Sci, 35 (04) : 757-763. [谢佩君，李铭红，晏丽蓉,等, 2016. 三种沉水植物对 Cu、Pb 复合污染底泥的修复效果 [J]. 农业环境科学学报, 35 (04) : 757-763.]

XING W, WU HP, HAO BB, et al., 2013. Bioaccumulation of heavy metals by submerged macrophytes: looking for hyperaccumulators in eutrophic lakes [J]. Environ Sci Technol, 47 (9) : 4695-4703.

XUE PY, YAN CZ, 2011. Arsenic accumulation and translocation in the submerged aquatic plant *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle [J]. Chemosphere, 85 (7) : 1176-1181.

WEN CH, 2009. Determination on heavy metals and distributing of Baiyang lake [D]. Hebei: Hebei univ: 1-45. [温春辉, 2009. 白洋淀地区重金属的检测及分布 [D]. 河北：河北大学: 1-45.]

YAN CZ, ZENG AY, JIN XS, et al., 2006. Equilibrium Sorption Isotherm for Cu^{2+} onto *Hydrilla verticillata Royle* and *Myriophyllum spicatum* [J]. Environ Sci, 27 (6): 1068-1072. [颜昌宙，曾阿妍，金相灿，等, 2005. 沉水植物轮叶黑藻和穗花狐尾藻对 Cu^{2+} 的等温吸附特征 [J]. 环境科学, 27 (6) : 1068-1072.]

YANG Z, LI GB, WANG DW, 2005.Pollution and the pitential ecologiccal risk assessment of heavy metals in sediment of Baiyangdian Lake [J]. J Agro-Environ Sci, 24 (5) : 945-951. [杨卓，李贵宝，王殿武, 2005. 白洋淀底泥重金属的污染及其潜在生态危害评价 [J]. 农业环境科学学报, 24 (5) : 945-951.]

ZHANG XG, LIU SQ, DOU TL, et al., 2006. Strategies for controlling water environmental pollution in the area of Baiyangdian Lake [J]. Chinese J Eco-Agri, 14 (2) : 27-31. [张笑归，刘树庆，窦铁岭，等, 2006. 白洋淀水环境污染防治对策 [J]. 中国生态农业学报, 14 (2) : 27-31.]

ZHONG WH, 2013. [钟文辉, 2013. Environmental science and engineering experiment course [M]. Beijing: Higher Education Press: 81-89. 环境科学与工程实验教程 [M]. 北京：高等教育出版社: 81-89.]

ZHU YC, CHEN XM, FU XY, et al., 2011. Characteristic of Lake Pollution and Phytoremediation [J]. www.gdchem.com, 38 (3): 259-262. [朱阳春，陈学民，付小勇，等, 2011. 湖泊污染特征及其生物修复 [J]. 广东化工, 38 (3) : 259-262.]